Caldasia 26(1) 2004: 161-172

LÓGICA DIFUSA COMO HERRAMIENTA PARA LA BIOINDICACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA CON MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN LA SABANA DE BOGOTÁ - COLOMBIA

Application of fuzzy logic as bioindication tool for the water quality with aquatic macroinvertebrates in the Sabana de Bogotá - Colombia

JUAN DAVID GUTIÉRREZ[1]
Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. jdgtierrezt@unal.edu.co

WOLFGANG RISS
Abt. Limnologie, Universität Münster, Alemania. riss@uni-muenster.de

RODULFO OSPINA
Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. rospinat@unal.edu.co

RESUMEN

Se presenta una implementación de la metodología de lógica difusa (LD) que permite el cálculo de la calidad del agua en la Sabana de Bogotá, Colombia. Debido a que las interacciones entre los organismos acuáticos y las variables físicas y químicas son un problema matemático de gran complejidad, se requiere de técnicas robustas para la construcción de tales modelos. La LD ofrece una posibilidad debido a su habilidad para procesar simultáneamente la información "subjetiva" proveniente de expertos y la información "objetiva" recopilada mediante datos. Los resultados obtenidos con la aplicación de la LD fueron confrontados con los valores del índice fisicoquímico WQI (Water Quality Index), para comprobar el grado de confiabilidad de la metodología de LD. La prueba de chi cuadrado mostró que no existe una diferencia significativa entre los valores esperados del índice WQI y los valores observados por la estimación con el sistema de LD

Palabras clave. Lógica difusa, bioindicadores, macroinvertebrados, calidad del agua.

ABSTRACT

An application of fuzzy logic (LD) is present in order to calculate the biologic water quality in the Plain of Bogotá, Colombia. Due to the interactions between aquatic organisms and physical and chemiscal variables are a non-linear mathematic problem of great complexity, powerful methods for the analysis of such models are needed. Fuzzy logic offers a possibility due to the skillfulness for simultaneous process of "subjective" information from experts and "objective" information from data. Results with fuzzy logic are confronted with values of the WQI index (Water Quality Index), to prove the reliability of fuzzy logic methodology. Chi square test showed no significant difference between WQI index expected data and data estimated from fuzzy logic system.

Key words. Fuzzy logic, bioindicators, macroinvertebrates, water quality.

---

[1] El presente articulo hace parte del trabajo de tesis doctoral del primer autor.

INTRODUCCIÓN

Los métodos de evaluación de la calidad de las aguas basados en macroinvertebrados acuáticos ofrecen múltiples ventajas tales como: simplicidad metodológica, rapidez de los resultados y una retrospectiva a los eventos de contaminación, lo que hace de ellos una herramienta idónea para la vigilancia rutinaria de la calidad del agua en los ríos.

El empleo de macroinvertebrados acuáticos para la calificación biológica del agua se basa en el conocimiento taxonómico de la fauna, su distribución y la calidad del agua a la que está asociada. Para el caso de Europa y Norteamérica, este conocimiento básico ya ha sido alcanzado, de tal forma que la asignación de valores de indicación de los organismos ya ha sido establecida. Sin embargo, para la región del norte de los Andes existen dificultades asociadas al desconocimiento de la taxonomía, la biogeografía y la autoecología, de los macroinvertebrados acuáticos neotropicales.

De otro lado, el gran número de interacciones resultantes entre las variables físicas, químicas y los organismos acuáticos, constituye un problema matemático de gran complejidad, por lo que se requiere de técnicas sofisticadas para el análisis multivariado de modelos no lineales. La LD ofrece una posibilidad debido a su fácil comprensión, pues es una extensión del sentido común para la solución de problemas matemáticos, la habilidad para reconocer patrones y relaciones en una serie de datos y su capacidad de hacer inferencias sobre nuevos datos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Acerca de la LD

La LD está clasificada como una técnica de inteligencia artificial. En un sentido estrecho, la LD es un sistema lógico y una extensión de la lógica multivaluada (Boyer 1979), pero en un sentido más amplio es una herramienta emparentada con la técnica de los conjuntos difusos, una teoría que relaciona los objetos con límites no definidos en los cuales la pertenencia a un conjunto es abordada desde la perspectiva de diferentes grados de certeza (Anderson 1983).

Por ejemplo, el enunciado “El vaso está lleno”, en lógica binaria tendría el valor de verdadero (1) si el recipiente contiene tanto liquido como su capacidad máxima lo permite; por el contrario, si el vaso contiene el 90% de su capacidad total, el enunciado sería falso (0). En tal caso, aunque falso, parece evidente que es casi verdadero, puesto que casi está lleno. La LD permite asignar diferentes grados de certeza; de esta forma si el vaso está al 90% de su capacidad, el valor de verdad del enunciado sería 0.9 (casi verdadero), mientras que si contiene, por ejemplo, un 10% de liquido, el valor sería 0.1 (poco verdadero).

En LD se trabaja con conjuntos difusos que se definen por sus funciones de pertenencia, denotadas como ì ***C** (x)* e indican el grado de pertenencia (entre 0 y 1) del elemento con valor *x* al conjunto ***C***. Por ejemplo, se podrían tener tres conjuntos de tipos de tallas de personas (fig. 1) que tuvieran valores dentro de los siguientes rangos:

BAJA={140,....,170 cm}
NORMAL={150,....,190 cm}
ALTA={170,....,200 cm}

En este caso, una persona con una talla de 155 cm pertenecería en un 50% (ì$_{\text{BAJA}}$(155) = 0.5) al conjunto de personas BAJAS y en un 25% (ì$_{\text{NORMAL}}$(155) = 0.25) a las de tamaño NORMAL (fig. 1a). En contraposición, en lógica binaria se utilizan los conjuntos no difusos, en los cuales los grados de pertenencia son binarios, es decir 0 o 1. (fig. 1b).

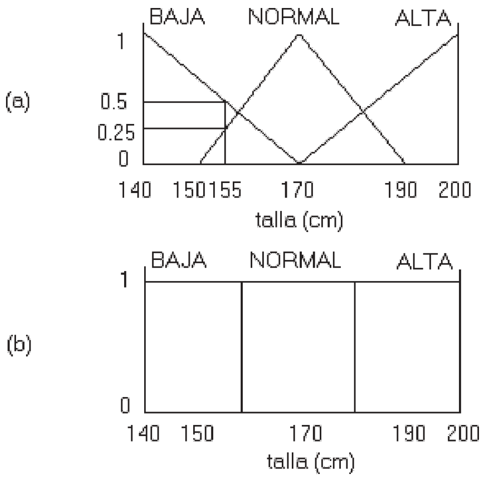

Figura 1. Representación de conjuntos difusos (a) y conjuntos no difusos (b). Note como en el caso de los conjuntos difusos, se aceptan diferentes matices para una misma situación, los cuales corresponden al grado de pertenencia a diferentes conjuntos.

En LD las operaciones entre conjuntos se plantean en términos de sus funciones de pertenencia. Las operaciones más empleadas para los conjuntos son la Unión ($\cup$), Intersección ($\cap$), Complemento (-), Suma lógica ($\vee$), Producto lógico ($\wedge$) y Negación de las funciones de pertenencia (~).

Para entender la mecánica del funcionamiento de las reglas de decisión supóngase el siguiente ejemplo:

Se desea evaluar la calidad del agua de un sitio especifico en un río mediante la abundancia de los taxa T_1 y T_2, supóngase también que la abundancia de los organismos T_1 y T_2 es mayor en ríos que poseen una buena calidad fisicoquímica agua (medida como algún índice de calidad fisicoquímica p.e. el índice WQI); la abundancia de ambos organismos es evaluada en un rango de 0 a 100, siendo 100 igual a 100 o más individuos. La variable T_1 esta compuesta por tres funciones de pertenencia: escaso, promedio y abundante, mientras que la variable T_2 posee dos funciones de pertenencia : escaso y abundante. La variable de respuesta es calidad del agua en un rango de 0 a 100 (siendo 0 aguas extremadamente malas y 100 aguas extremadamente buenas) y posee tres funciones de pertenencia: mala, regular y buena.

Las reglas de decisión planteadas para este ejemplo son:

1. SI T_1 es escaso O T_2 es escaso ENTONCES calidad del agua es mala
2. SI T_1 es promedio ENTONCES calidad del agua es regular
3. SI T_1 es abundante Y T_2 es abundante ENTONCES calidad del agua es buena

Supóngase que el organismo T_1 tiene una abundancia absoluta de 30 individuos, mientras que T_2 tiene una abundancia absoluta de 80 individuos.

Cada regla de decisión está compuesta por un antecedente y un consecuente (fig. 2). Las entradas al proceso de implicación son el antecedente y las salidas el consecuente. Una vez evaluada la regla de decisión en el antecedente, el consecuente es redibujado a la altura de la intersección de la entrada con su correspondiente función de pertenencia. En el caso de la figura 2, la función de pertenencia en el consecuente (calidad del agua), es redibujada usando solo una función asociada con el valor de la entrada en el antecedente (T_1= escaso) debido a que es la única con una respuesta mayor que 0 .

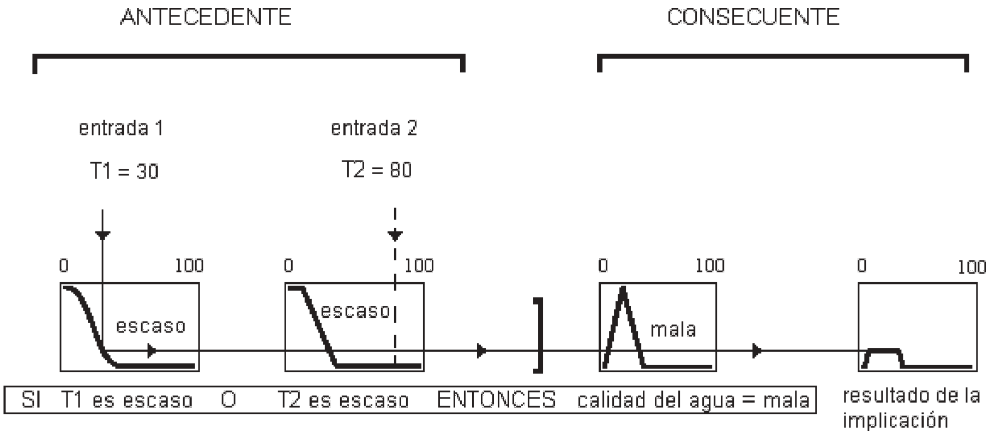
ANTECEDENTE
CONSECUENTE
entrada 1
T1 = 30
entrada 2
T2 = 80
0
100
escaso
0
100
escaso
0
100
mala
0
100
SI T1 es escaso O T2 es escaso ENTONCES calidad del agua = mala
resultado de la implicación

Figura 2. Resultado de la implicación de una regla de decisión. Las entradas al sistema constituyen el antecedente y la salida el consecuente. La función de pertenencia en el consecuente es redibujada usando solo un valor de la entrada en el antecedente (T_1= escaso) debido a que es el único con una respuesta mayor que 0 .

El sistema de LD integra las 3 reglas de decisión del ejemplo y realiza la agregación de las respuestas de forma simbólica, este tipo de diagramas se conoce como diagramas de inferencia (fig. 3). Nótese que el flujo de información se inicia en las entradas, luego cruza cada una de las 3 reglas de decisión y las funciones de pertenencia en la salida (*mala*, *regular* y *buena*), para finalmente integrarse en un único diagrama en la esquina inferior derecha, donde se realiza la desdifusificación por el método del centróide. Mayores detalles sobre la técnica de LD pueden encontrarse en: Hunt (1975), Kapur & Mundy (1988), Zadeh (1989), Kosko (1994), Kril & Bo Yuan (1995), Kril *et al.* (1997)

Sobre la bioindicación en el norte de los Andes

En el contexto mundial y en especial en Europa y los Estados Unidos, la asignación de valores de indicación para los macroinvertebrados acuáticos, ha sido abordada mediante la calificación a manera de "consenso u opinión de expertos", sustentado por el amplio conocimiento de la fauna, así como de la información física y química de los ríos. Sin embargo, en el norte de los Andes, son muy pocos los trabajos desarrollados sobre la taxonomía, la biogeografía y la autoecología de los organismos acuáticos por lo que la aplicación del esquema de "consenso de expertos" no resulta viable.

Además debe tenerse en cuenta que en el caso del neotrópico la gran mayoría de las especies locales de taxones supraespecíficos cosmopolitas, provienen de linajes evolutivos propios y diferentes de aquellos de las regiones biogeográficas colindantes, por lo cual pueden presentar niveles de tolerancia diferentes a los que muestran en la zona holártica (Fittkau *et al.* 1969). Lo anterior justifica la necesidad de presentar valores de tolerancia generados mediante el estudio directo de los factores ambientales y de la distribución de los taxones en una región determinada (Cairns *et al.* 1993).

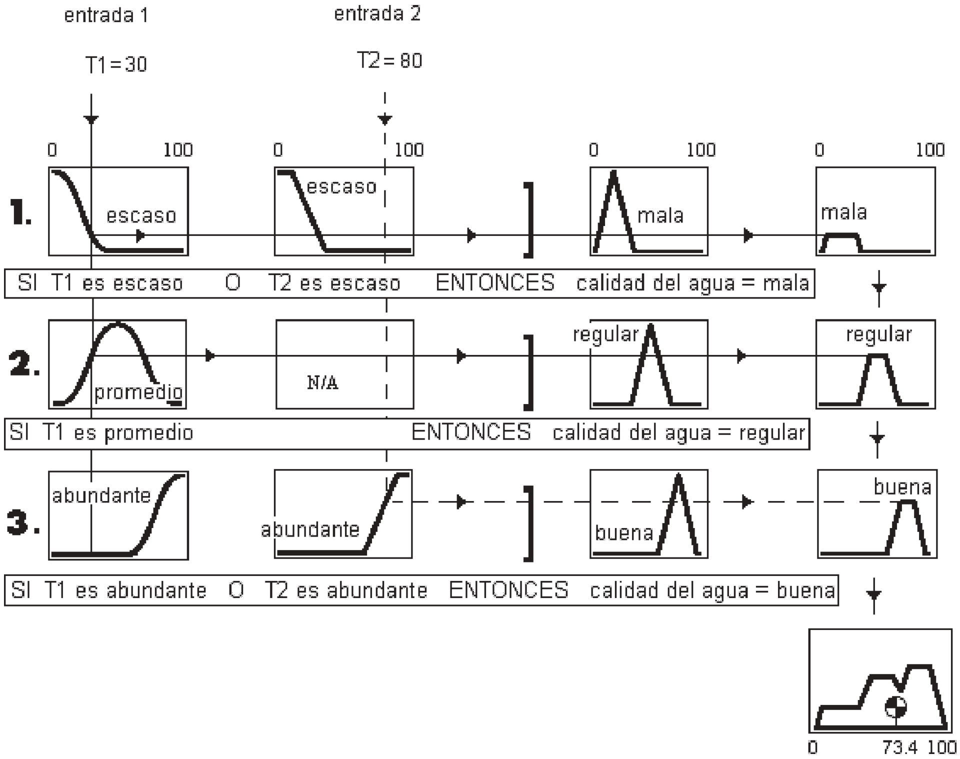
entrada 1
T1=30
entrada 2
T2=80
0
100
1.
escaso
escaso
mala
mala
SI T1 es escaso O T2 es escaso ENTONCES calidad del agua = mala
2.
promedio
N/A
regular
regular
SI T1 es promedio ENTONCES calidad del agua = regular
3.
abundante
abundante
buena
buena
SI T1 es abundante O T2 es abundante ENTONCES calidad del agua = buena
0
73.4
100

Figura 3. Diagrama de inferencia. El flujo de información se inicia en las entradas, luego cruza cada una de las reglas de decisión y las funciones de pertenencia en la salida (mala, regular y buena). Finalmente la información se integra en un único diagrama en la esquina inferior derecha donde se realiza la desdifusificación por el método del centróide (N/A= No Aplica).

La mayoría de trabajos en Colombia han abordado dichas limitantes mediante la adaptación “a priori” de los mismos o casi los mismos valores de indicación reportados para alguno de los sistemas de bioindicación empleados en otras regiones, en especial el sistema BMWP (Biological Monitoring Working Party) implementado en Inglaterra (Chesters 1980; Armitage *et al*. 1983) y España (Alba-Tercedor 1996). Como consecuencia de ello se ha incurrido en errores significativos en la calificación de la calidad del agua de los ríos.

Igualmente otros trabajos se basan en asignaciones tales como “oligotrófico” o “tolerante a aguas medianamente contaminadas”, las cuales no permiten la utilización de un procedimiento numérico estandarizado para la obtención de valores o juzgamientos claros acerca de la calidad del agua de un sitio o estación de muestreo.

Una primera metodología para la estimación estadística de los valores de indicación de los organismos, ha sido desarrollada para la cuenca alta del río Bogotá (Riss *et al.* 2002). Esta metodología se basa en el cálculo de la tolerancia mínima a la contaminación de los organismos a lo largo de un gradiente y para la estimación de la tolerancia mínima se empleó el quinto percentil del histograma de abundancia de cada uno de los organismos reportados.

En dicho trabajo se reportan diferencias con respecto a los valores de indicación del índice BMWP y aunque es posible que estas diferencias sean ocasionadas por el número relativamente pequeño de estaciones de muestreo, también es posible que los resultados reflejen diferencias en las adaptaciones ecológicas de estos grupos taxonómicos en esta región biogeográfica.

Base de datos

Con el objeto de abarcar un amplio espectro de ríos pertenecientes a diferentes calidades del agua se emplearon los datos reportados por Riss *et al.* (2002) y Bohórquez (1989). En total se seleccionaron 28 sitios correspondientes a ocho cuencas de la sabana de Bogotá. Con esta información se construyó una base de datos, en la que cada sitio tiene un registro de las variables físicas y químicas muestreadas y de los macroinvertebrados encontrados. Las variables físicas y químicas empleadas en el análisis fueron 20, mientras que el número de taxones incluidos fue de 58.

Previo al análisis multivariado, se calcularon las correlaciones entre variables físicas y químicas, con el objeto de descartar las variables colineales, de ésta forma el conjunto de variables se redujo a 11. Posteriormente se desarrolló una prueba estadística de análisis de componentes principales. A partir del análisis de componentes principales se extrajeron tres componentes que incluyeron el 68.4% de la varianza de los datos. Seis variables relacionadas con la contaminación (saturación de O_2, amoníaco, fosfatos, conductividad, DBO_5 y sólidos suspendidos) mostraron una correlación significativa ($p < 0.05$) con el primer componente, el cual explicó el 35% de la varianza de los datos. La temperatura aunque no está asociada a la contaminación, mostró correlación significativa con el primer componente. El segundo componente explica el 20% de la varianza y está correlacionado significativamente con las variables profundidad y caudal, las cuales están asociadas con las características hidrológicas de los ríos. El tercer componente explica un 13% de la varianza y está asociado a variables relacionadas con la geología y geografía como son el pH y la temperatura, respectivamente.

Implementación de la LD

Para la implementación de la LD fue necesario el desarrollo de un programa de computador llamado MACROINV escrito en lenguaje C++.

La aplicación de la LD como herramienta para la estimación del grado de contaminación de un río a partir de los macroinvertebrados, requiere de los siguientes pasos:

1. Selección de los organismos indicadores. El principal criterio empleado para la selección de dichos organismos fue la condición de estenóico en el área de estudio, para las condiciones de calidad de agua: buena, regular y mala. La información para dicha selección está asociada con la distribución y abundancia de cada uno de los organismos a lo largo del espectro de calidad del agua (fig. 4). La selección puede hacerse mediante la construcción de los histogramas de la abundancia absoluta vs. la calidad del agua, estimada según el índice Cfq (Riss *et al.* 2002) o algún otro índice de calidad fisicoquímica del agua. Por razones de velocidad en el cálculo de los algoritmos del programa MACROINV y para facilidad de los usuarios, solo se incluyeron siete taxones. Los organismos seleccionados para la implementación del modelo de LD fueron: Leptoceridae e Hidrobiosidae

como indicadores de aguas limpias (Correa *et al.* 1981, Quintero & Rojas 1987, Holzenthal 1988, Wiggns 1996, Rincón 1999), Planaridae y Amphipoda como indicadores aguas contaminadas (Roldán 1988, Covich &. Thorp 1991, Zamora & Alba-Tercedor 1996) y como indicadores de aguas muy contaminadas se seleccionaron Psychodidae y Syrphidae (Foote 1987, Courtney *et al.* 1996, Merrit *et al.* 1996). Adicionalmente se incluyó la familia Chironomidae, muy abundante en el área de estudio en aguas limpias y moderadamente contaminadas, pero que en aguas extremadamente contaminadas sufre una importante reducción (W. Riss, com. pers.).

2. Construcción de las funciones de pertenencia. Consiste en el cálculo de las funciones de pertenencia para cada uno de los organismos indicadores y la calidad del agua, con el objeto de simular la forma e intensidad de la respuesta del modelo de LD (ver más adelante).
3. Definición de las reglas del sistema de bioindicación. Dichas reglas tienen un enunciado de la forma: SI(organismo *x*) ENTONCES (calidad del agua = *y*), para indicar la acción a realizar, de acuerdo al grado de pertenencia del organismo suministrado en la entrada. Para definir qué regla(s) se activa ante una determinada entrada (abundancia de un organismo), se parte del grado de pertenencia del organismo a cada uno de los diferentes conjuntos difusos.
4. Desdifusificación de las salidas. La cual consiste en obtener un valor numérico para la calidad del agua a partir de los conjuntos difusos a los que pertenecen los organismos suministrados en la entrada al sistema de LD. Para este caso se empleó como método de desdifusificación el método del centróide.

En la construcción de las funciones de pertenencia de cada uno de los organismos se empleó un análisis de regresión polinómica de la abundancia y la calidad del agua. Los polinomios obtenidos fueron transformados a las funciones de matemáticas más próximas con el objeto de optimizar la respuesta del sistema.

A continuación se describe a manera de ejemplo, la forma como se puede obtener la función de pertenencia de un bioindicador hipotético b(i). Supóngase que b(i) es un organismo estenóico de aguas “buenas” que corresponden al rango entre 7 y 10, en una escala hipotética donde el valor de 0 corresponde a aguas extremadamente malas y 10 son aguas extremadamente buenas. La distribución hipotética del organismo b(i) se muestra en la tabla 1.

Al confrontar los datos de la abundancia absoluta del indicador b(i) con la calidad del agua en los diferentes sitios, se construye el histograma de abundancia para el organismo b(i) (fig. 4).

Tabla 1. Distribución hipotética del bioindicador b(i)

Calidad del agua (Ca)	Número de individuos (N)
7.00	12
7.25	35
8.00	46
9.00	59
9.75	77
10.0	74
10.0	81

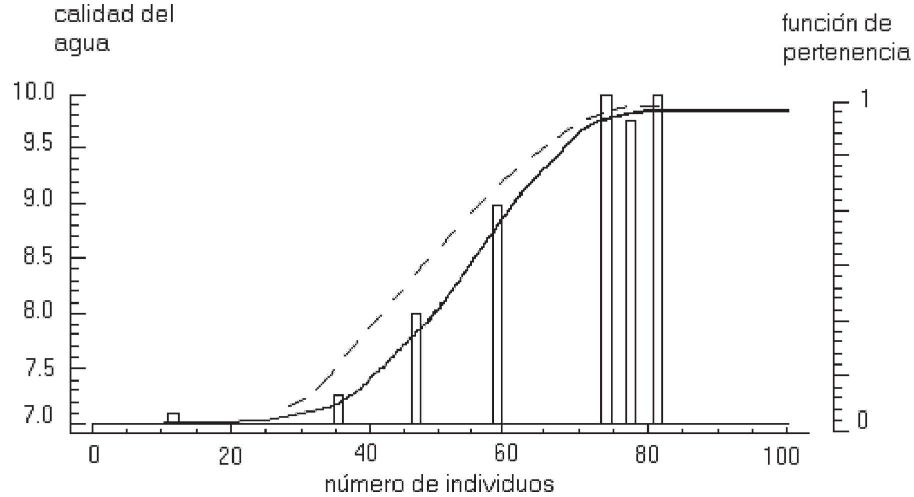

Figura 4. Histograma de abundancia del organismo hipotético b(i) y función de pertenencia de b(i) (- - - polinomio, — distribución sigmoide).

Después se calcula la regresión polinómica para la distribución de b(i), en este caso el modelo de regresión que mejor se ajusta es ($R^2=0.98, p<0.05, n=7$):

$$N = -0.21Ca^3 + 1.03Ca^2 + 14.5Ca \quad (1)$$

Pero este polinomio puede ser transformado y simplificado a una función sigmoide o con forma de "S", la cual es aplicada como función de pertenencia entre 0 y 1, para el bioindicador b(i) (fig. 4).

Las distribuciones empleadas como funciones de pertenencia fueron: normal para los taxa Amphipoda y Syrphidae, sigmoide para Leptoceridae, Hidrobiosidae, Planaridae y Psychodidae y sigmoide invertida para la familia Chironomidae.

Como se mencionó anteriormente, la familia Chironomidae no es estenóica y por el contrario es muy abundante y posee una amplia distribución a lo largo del gradiente de calidad del agua. Sin embargo puede observarse una dramática reducción de su abundancia desde miles en aguas limpias y moderadamente contaminadas a menos de 100 en aguas muy contaminadas y menos de 10 en aguas extremadamente contaminadas. Esta condición fue tenida en cuenta para incluir esta familia y definir su función de pertenencia al igual que las reglas de decisión en las que se incluye.

Para la construcción de las reglas de decisión se emplearon las combinaciones observadas de los organismos indicadores ("apreciaciones objetivas"), así como "apreciaciones subjetivas" que nosotros consideramos como combinaciones posibles y que pueden reflejar la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados a diferentes grados de contaminación.

Las funciones de pertenencia de la variable respuesta (calidad del agua) fueron: muy buena, buena, regular, mala y muy mala (fig. 5). La asignación de las funciones de pertenencia y los rangos para las mismas es también subjetivo.

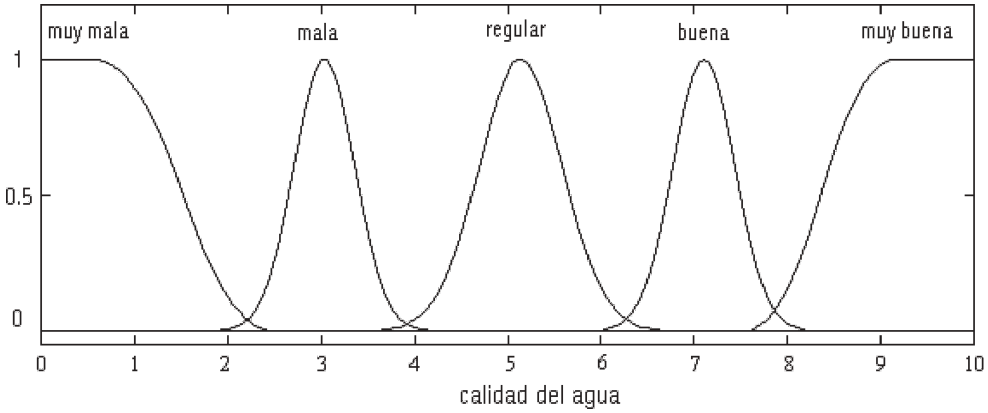

Figura 5. Funciones de pertenencia de la variable respuesta calidad del agua.

Por ejemplo, la regla:

SI Hidrobiosidae Y Leptoceridae
ENTONCES calidad del agua = muy buena

Describe que la presencia simultánea de las familias Hidrobiosidae y Leptoceridae, produce una respuesta en la que la calidad del agua es muy buena. Pero el valor de la variable respuesta depende del grado de pertenencia a las funciones correspondientes en las entradas (abundancia de las familias Hidrobiosidae y Leptoceridae).

Las ocho reglas de decisión empleadas fueron:

1. SI Hidrobiosidae Y Leptoceridae ENTONCES calidad del agua = muy buena
2. SI Hidrobiosidae O Leptoceridae ENTONCES calidad del agua = muy buena
3. SI Planaridae Y Amphipoda ENTONCES calidad del agua = regular
4. SI Planaridae O Amphipoda ENTONCES calidad del agua = regular
5. SI Chironomidae Y Psychodidae Y Syrphidae ENTONCES calidad del agua = muy mala
6. SI Hidrobiosidae Y Leptoceridae Y Planaridae ENTONCES calidad del agua = buena
7. SI Chironomidae ENTONCES calidad del agua = mala
8. SI Psychodidae O Syrphidae ENTONCES calidad del agua = muy mala

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Obtención de resultados y evaluación del desempeño

Las abundancias de los organismos indicadores fueron transformadas para ser expresadas en una escala de 0 a 1 (con 1 siendo 100 o mas individuos), con excepción de los quironómidos que fueron expresados en una escala de 0 a 10 (con 10 siendo 1000 o más individuos), debido a su gran abundancia.

El conjunto de datos de entrada al sistema de LD fue transformado a una representación matricial con 28 vectores de entrada (uno para cada sitio), cada uno con una dimensión de 1 X 7 (un valor de abundancia para los 7 taxones).

El paso siguiente fue alimentar el programa MACROINV con los valores de entrada en el formato matricial y la salida del programa son los valores de la estimación de la calidad de calidad del agua para los 28 sitios.

Los resultados suministrados por el sistema de LD, fueron comparados con los valores calculados del índice de calidad fisicoquímica WQI de la National Sanitation Foundation (Ott 1981), cuya implementación está ampliamente extendida y es universalmente válida en términos generales. El valor del índice WQI fue transformado dividiendo el valor por 10, para establecer una misma escala entre los valores del índice WQI y el valor estimado por la LD.

No existe una diferencia significativa entre los valores de calidad del agua estimados por el sistema de LD y los valores de calidad fisicoquímica del agua de acuerdo al índice WQI ($chi^2=5.72$, g.l.=27, $p<0.97$), además existe una correlación significativa entre los resultados del sistema de LD y los valores del índice fisicoquímico WQI ($r=0.89$, $p<0.05$, $n=28$).

CONCLUSIONES

La implementación del sistema de LD como herramienta de análisis de la calidad del agua con base en macroinvertebrados acuáticos, ofrece las mismas ventajas de la bioindicación, tales como: simplicidad metodológica y rapidez de los resultados, pero adicionalmente proporciona una alta confiabilidad, debido a la capacidad de esta técnica de ofrecer soluciones a problemas matemáticos complejos, como los asociados a la calidad del agua y sus interacciones con la fauna acuática.

Buena parte del éxito del sistema de LD en la estimación de la calidad del agua con base en los macroinvertebrados, reposa en la flexibilidad del sistema de LD, que permite procesar de forma eficiente la información "subjetiva" proveniente de los investigadores y la información "objetiva" obtenida empíricamente.

La confiabilidad de las predicciones de la calidad del agua a partir de la abundancia de los taxones de macroinvertebrados obtenidas en este estudio, pueden no obtenerse al aplicar esta metodología en otras regiones. Debido a que las funciones de pertenencia de las variables de entrada pueden experimentar variaciones significativas, especialmente si el sistema de LD trabaja a niveles taxonómicos como familia u orden, pues la sola presencia de un género cuya tolerancia a la contaminación es significativamente mayor o menor que la de los demás dentro de una misma familia, es muy probable que se necesite modificar la forma y la magnitud de la función de pertenencia de la familia u orden correspondiente.

Se sugiere que para la implementación de esta metodología en otras regiones, se desarrolle un análisis previo para la selección de los organismos indicadores, las respectivas funciones de pertenencia y las reglas de decisión que gobiernan el sistema de LD.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es parte de los resultados del Proyecto «Quironómidos de la Sabana», financiado por COLCIENCIAS. (Contrato 065/96 Colciencias - Universidad Nacional). Los autores del trabajo agradecen a esta entidad el efectivo apoyo técnico y financiero. Al Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) por el apoyo al primer autor mediante una beca de investigación. A la Fundación Alexander von Humboldt (AvH) por el apoyo al tercer autor mediante una beca de investigación, a la agencia alemana GTZ por la donación de equipos y apoyo general al proyecto, a la Facultad de Ciencias y al Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia por la construcción y dotación de laboratorios y apoyo al proyecto. A los demás miembros del equipo de trabajo por su ayuda en la identificación de la fauna bentónica.

LITERATURA CITADA

Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería España. II: 203-213.

Anderson, J.R. 1983. The architecture of congnition. Cognitive sciences series. Harvard University Press, Cambridge.

Armitage, P.D., B. Moss, J.F. Wright & M.T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. Wat. Res. 17: 333-347.

Bohórquez, A. 1989. Contribución al estudio limnológico por bioindicadores con macroinvertebrados bentónicos en aguas continentales. Proyecto Limnología Unincca - Colciencias. IP 1227-09004-89, Bogotá.

Boyer, R.S. 1979. A computational logic. Academic Press, Nueva York.

Cairns, J., P.V. McCormick & B.R. Niederlehner 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia 263: 1-44.

Chesters, J.F. 1980. Biological Monitoring Working Party. The 1978 national testing exercise. Department of the Environment. Water Data Unit. Technical Memorandum 19: 1-37.

Correa, M., T. Machado & G. Roldán. 1981. Taxonomía y ecología del orden Trichoptera en el departamento de Antioquia, en diferentes pisos altitudinales. Actual. Biol. 10: 35-39.

Courtney, G.W., H.J. Teskey, R.W. Merrit & B.A. Foote. 1996. Larvae of aquatic Diptera. Págs. 484-514 en: R. Merrit & K. Cummins (eds). An Introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa.

Covich, A. & J. Thorp. 2001. Introduction to the subphylum Crustacea. Págs. 777-809 en: J. Thorp & A. Covich (eds). Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. Academic Press, Inc, San Diego.

Foote, B.A. 1987. Order Diptera. Págs. 690-915 en: F. Stehr (ed). Immature insects Vol II. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa.

Holzenthal, R. 1988. Studies in Neotropical Leotoceridae (Trichoptera) VIII: The Genera Atanatolica and Grumichella (Triplectidinae: Grumichellini). Trans. Ame. Entomol. Soc 114: 71-127.

Hunt, E.B. 1975. Artificial intelligence. Academic Press, Nueva York.

Fittkau, E.J., J. Illies, H. Klinge, G.H. Schwabe & H. Sioli (eds.) 1969. Biography and ecology in South America, II. Monogr. Biol. 19.

Kapur, D. & J.L. Mundy. 1988. Geometric reasoning and artificial intelligence. Artif. Intell. 37: 1-11.

Kril, G.B. & Bo Yuan. 1995. Fuzzy conjuncts and fuzzy logic: Theory and applications. Prentice Hall, Nueva Jersey.

Kril, G.B, Bo Yuan & U. St.Clair. 1997. Fuzzy theory and applications. Prentice Hall, NJ.

Kosko, B. 1994. Fuzzy systems as universal approximators. IEEE Transactions on Computers 43: 1329-1333.

Merrit, R., D. Webb & E. Schlinger. 1996. Pupae and adults of aquatic Diptera. Págs. 515-548 en: R. Merrit & K. Cummins (eds.). An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa.

Ott, W. 1981. Environmental indices. Theory and practice. Ann Arbor Science, Michigan.

QUINTERO, A. & A. ROJAS. 1987. Aspectos bioecológicos del orden Trichoptera y su relación con la calidad del agua. Rev. Col. Ent. 13: 26–39.

RINCÓN, M.E. 1999. Estudio preliminar de la distribución altitudinal y espacial de los Tricópteros (Trichoptera) en la Cordillera Oriental de Colombia. Págs. 267-283 en: G. Amat, G. Andrade & F. Fernández (eds). Insectos de Colombia. Volumen II. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Colección Jorge Álvarez Lleras N° 13, Bogotá.

RISS, W., R. OSPINA & J.D. GUTIÉRREZ. 2002. Establecimiento de valores de bioindicación para los macroinvertebrados acuáticos de la Sabana de Bogotá. Caldasia 24: 135-156.

ROLDÁN, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, Fondo FEN, Medellín.

WIGGNS, G. 1996. Trichoptera families. Págs. 309-349 en: R. Merrit & K. Cummins (eds). An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa.

ZADEH, L.A. 1989. Knowledge representation in Fuzzy Logic. IEEE Trans. on Knowledge and Data Engineering 1: 89-100.

ZAMORA, C. & J. ALBA-TERCEDOR. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. J. N. Am. Benthol. Soc 15: 332-352.

Recibido: 13/05/2003
Aceptado: 19/04/2004